

Conservación y protección de ecosistemas marinos: conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones

J. Rodríguez ¹, J. Ruíz ²

(1) Departamento de Ecología y Geología, Facultad de Ciencias. Universidad de Málaga. Campus de Teatinos. 29071. Málaga. España.

(2) Department of Coastal Ecology and Management, Instituto de Ciencias Marinas de Andalucía (ICMAN-CSIC), Campus Universitario Río San Pedro, 1150 Puerto Real (Cádiz), España.

➤ Recibido el 15 de febrero de 2010, aceptado el 26 de abril de 2010.

Rodríguez, J., Ruíz, J. (2010). Conservación y protección de ecosistemas marinos: conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones. *Ecosistemas* 19(2):000-000.

Conservación y protección de ecosistemas marinos: conceptos, herramientas y ejemplos de actuaciones. En este artículo se discute la evolución de las tendencias en materia de conservación y su aplicación al caso particular de los ecosistemas marinos. La consideración de las funciones y servicios de los ecosistemas marinos ha contribuido a la expansión del enfoque de "gestión de ecosistemas" entre los sectores científicos y las administraciones responsables en materia de conservación. Este enfoque cobra especial importancia, a escala regional, en relación con el papel de sistemas como los humedales costeros en un marco de cambio global. En este contexto se discuten las ventajas y limitaciones de las áreas marinas protegidas como herramienta de conservación, prestándose especial atención a la necesidad de articular las áreas marinas protegidas en redes sobre la base de unos principios operativos claramente definidos. Finalmente se resumen dos ejemplos de iniciativas de conservación en los mares regionales de Andalucía: el Mar de Alborán y el Golfo de Cádiz.

Palabras clave: Áreas marinas protegidas, gestión de ecosistemas, Golfo de Cádiz, Mar de Alborán, redes

Rodríguez, J., Ruíz, J. (2010). Conservation and protection of marine ecosystems: concepts, tools and examples of activities. *Ecosistemas* 19(2):000-000.

This paper discusses the evolution of concepts and tools in conservation ecology and its application to the particular case of marine ecosystems. The consideration of ecosystem services and functions has contributed to the extended use of an "ecosystem management" approach, this being particularly relevant, at the regional scale, in relation with coastal wetland ecosystems in a framework of global change. The potential and limitations of marine protected areas are discussed and the need of linking them in ecological networks is stressed, identifying the main principles driving its operativity. Finally, two examples about marine conservation initiatives are shown for the regional seas of Andalusia: the Alborán Sea and the Gulf of Cádiz.

Keywords: Marine protected areas, networks, ecosystem management, Alborán Sea, Gulf of Cádiz

Introducción

Una de las características de la relación entre la sociedad humana y el mar ha sido, hasta no hace mucho tiempo, la consideración del mar como una fuente inexplorada e inagotable de recursos. De hecho, el conjunto de la naturaleza era algo cuya única razón de ser consistía en suministrar espacio y alimento a la especie humana y servir de sumidero infinito para los residuos generados como resultado de su creciente y rápido desarrollo. Durante el siglo pasado, la población humana ha superado los 6000 millones de personas y ha experimentado un desarrollo tecnológico inconcebible poco tiempo atrás. El incremento paralelo de las necesidades de espacio, alimento y de una calidad de vida asociada estrechamente a las comodidades del denominado "mundo desarrollado" ha impactado negativamente sobre el medio ambiente, fuente y sumidero de materiales, hasta hacerse patente que los ecosistemas tienen una capacidad limitada para absorber los diversos modos de presión antropogénica y seguir manteniendo su integridad estructural y funcional.

En el marco de un escenario de cambio global generalizado, la presión humana sobre los ecosistemas marinos ha alcanzado un nivel sin precedentes, provocando la continua disminución de los recursos biológicos (NRS, 1995; Botsford et al., 1997; Pauly et al., 1998). Actualmente, más del 80% de los caladeros de pesca están sobreexplotados y el resto en vías de sufrir el mismo destino (Barangé y Harris, 2003), muchas de las áreas costeras y mares semicerrados se encuentran sometidos a fuertes cargas de productos contaminantes y, a escala planetaria, el papel que el océano juega como sumidero de parte del carbono antropogénico emitido a la atmósfera está llevando a su acidificación (Orr et al., 2005; Raven et al., 2005). Cada uno de los agentes de estrés, y todos ellos en conjunto, están provocando la pérdida de biodiversidad y de la integridad funcional de los ecosistemas marinos.

Los recursos biológicos, sin embargo, solo son una parte de los servicios (M.E.A., 2005; Costanza et al., 1997) que el ecosistema marino brinda a la población humana. El progreso del conocimiento científico nos ha enseñado que la humanidad necesita ecosistemas marinos “sanos” porque de ello depende desde el valor estético de un ámbito marino local hasta el mantenimiento de condiciones favorables para la biosfera a escala planetaria. El despertar de una conciencia conservacionista en relación con el mundo natural y el posterior convencimiento de que la especie humana forma parte del ecosistema y como tal debe ser tenido en cuenta en las estrategias de conservación representan los pilares sobre los que asientan las tendencias actuales en conservación ambiental. Este artículo pretende resumir las características que estas tendencias adquieren en su aplicación a la conservación de los ecosistemas marinos. Finalmente se presentarán dos casos de estudio que sirven de ejemplo de las estrategias de conservación y gestión ambiental de los ecosistemas marinos regionales en Andalucía.

“Biología de la conservación” versus “gestión de ecosistemas” en el medio marino

Las peculiares características estructurales y funcionales de los ecosistemas marinos, en comparación con los ecosistemas terrestres, tienen incidencia sobre la definición de estrategias de conservación basadas en enfoques multiespecíficos o en aproximaciones de carácter más general, integrador o ecosistémico e identificadas usualmente como “Biología de la Conservación” y “Gestión de Ecosistemas” respectivamente.

La Biología de la Conservación es una ciencia interdisciplinar dirigida al estudio de las especies, comunidades y ecosistemas perturbados, directa o indirectamente, por la actividad humana u otros agentes, con el objetivo de proporcionar principios y herramientas para la preservación de la diversidad biológica (Soulé, 1985). El objetivo de preservar la biodiversidad suele abordarse mediante un enfoque multiespecífico en el que juegan un papel primordial las especies “focales”, aquellas más sensibles a los agentes de presión externa (Lambeck, 1997) y cuyo seguimiento proporciona información sobre otros descriptores biológicos, físicos o antropogénicos. En este contexto se desarrolla toda una tipología de especies (especies *indicadoras*, especies *emblemáticas*, especies *paraguas*, especies *clave*, etc.) de interés en la consecución del objetivo de preservar la biodiversidad.

La *Gestión de Ecosistemas*, como aproximación alternativa al enfoque multiespecífico de la Biología de la Conservación, se presenta con una declaración simple y clara: la conservación de la integridad funcional del ecosistema es garantía de preservación de la biodiversidad. La Gestión de Ecosistemas ha sido objeto de variadas definiciones, pero todas ellas apuntan hacia la consecución de la *sostenibilidad* de los ecosistemas. En este contexto, puede definirse como un modelo de gestión caracterizado por unos objetivos precisos y ejecutado mediante protocolos y técnicas adaptables al progreso del conocimiento científico acerca de los procesos ecológicos necesarios para el mantenimiento de la estructura y función del ecosistema (Christensen et al., 1996; Stanford y Poole, 1996). Esta aproximación basada en la gestión de ecosistemas es hoy de aplicación generalizada en las estrategias de conservación en el medio marino (Arkema et al., 2006), donde la unidad estructural y funcional que resulta del acoplamiento entre el ambiente pelágico y el bentónico, la fuerte conectividad física entre ecosistemas y la interacción con el sistema terrestre en el ámbito costero son elementos de complejidad que no se encuentran en la mayor parte de los ecosistemas terrestres. En este marco de complejidad tridimensional, la aproximación multiespecífica choca frecuentemente con el insuficiente conocimiento científico acerca de la estructura, dinámica y heterogeneidad espacial de organismos y comunidades y de los factores de control que operan a diferentes escalas espacio-temporales.

Funciones y servicios de los ecosistemas marinos

Ecosistema oceánico:

El océano cubre el 70% de la superficie del planeta, está constituido mayoritariamente por masas de agua de gran espesor y sustratos profundos sobre los que existe un gran desconocimiento científico; además, la mayor parte de esta extensión no está sometida a regulación (las denominadas “aguas internacionales”) o los acuerdos de regulación de usos no son legalmente efectivos. En definitiva, el gran ecosistema oceánico es un ámbito ecológico fuertemente determinado por “*la tragedia de lo común*” (Hardin, 1968) cuya gestión ambiental plantea problemas logísticos, científicos y legales.

El océano es fuente de recursos que ya no podemos calificar de inagotables. Pero los servicios que el ecosistema oceánico presta a la biosfera van mucho más allá de la producción de recursos nutritivos. Las condiciones actuales de vida en el planeta no pueden concebirse sin el papel que los procesos ecológicos oceánicos juegan en la regulación del clima a través de su interacción con la atmósfera y el transporte de calor y compuestos químicos (oxígeno, CO₂, nutrientes) con las corrientes oceánicas. La perturbación planetaria que supone el incremento de CO₂ en la atmósfera es aliviada por la absorción y secuestro, en una compleja interacción entre procesos físicos, químicos y biológicos, de parte de ese CO₂ en las aguas profundas y sedimentos (Raven y Falkowsky, 1999); pero la capacidad de absorción del océano tiene un límite y además, el proceso tiene efectos negativos sobre la integridad ecológica del ecosistema al provocar su acidificación, lo que implica una seria amenaza para organismos calcáreos que juegan un papel relevante en las redes tróficas oceánicas, como son los pterópodos (Orr et al., 2005; Raven et al., 2005). El desarrollo tecnológico ha provocado un enorme incremento de la capacidad de explotación pesquera de las poblaciones oceánicas y de fondos profundos (WWF/IUCN, 2004) a la vez que el empleo de determinadas artes de pesca oceánica como las redes a la deriva llevan a especies que no son objetivo de la explotación (tiburones, mamíferos marinos y tortugas marinas) a situaciones cercanas a la extinción (Cavanagh y Gibson, 2007).

Ecosistemas costeros:

Costanza et al. (1997) estiman que a pesar de su pequeña superficie (~8%), la costa genera aproximadamente el 43% de todos los servicios proporcionados por todos los ecosistemas del planeta. Los ecosistemas costeros están entre los de mayor producción biológica de la tierra (Valiella, 1984) y generan al ser humano servicios equiparables a los de los bosques tropicales (Spurgeon, 1992). Además, el ámbito de interacción tierra-mar puede ser especialmente relevante en áreas de estuarios y humedales costeros, cuya conservación plantea problemas intermedios entre la gestión de sistemas terrestres-epicontinentales y los sistemas específicamente marinos. En el marco legal, el nivel de regulación de las aguas costeras es elevado y altamente desarrollado. Éste delimita aguas interiores, exteriores y zonas de exclusividad económica (ZEE) donde los países pueden dictar normas y regular determinados usos pero no deja de ser complejo y de difícil aplicación en muchas regiones marinas como el Mediterráneo.

Los ecosistemas costeros proporcionan una amplia gama de servicios que abarcan desde la producción de alimentos hasta la estabilización de la línea de costa frente a eventos marinos de largo plazo o de carácter esporádico, e incluso participa intensamente en el secuestro de CO₂ atmosférico (Huertas et al., 2006). La heterogeneidad espacial que caracteriza a la costa proporciona, además, estructuras y refugios para que numerosas especies puedan completar sus ciclos vitales (Deegan, 1993). El hábitat costero de espacios como las marismas y los estuarios es actor clave en la sostenibilidad de sectores como la pesca (Ruiz et al., 2009) y sus dividendos no son sólo económicos sino que incluyen componentes culturales por la fuerte impronta que imprime la mar a aquellos pueblos que han habitado junto a ella. La degradación de estos hábitats está en el origen de la disminución progresiva de la cantidad y diversidad de recursos vivos obtenidos del mar (Pauly et al., 2003), su rescate como espacios naturales estimularía la recuperación de estas actividades y de los componentes económicos, sociales y culturales asociados a ellas. La costa proporciona numerosos servicios que no son directamente cuantificables por el mercado pero que tienen importantes impactos sobre la actividad económica y sobre el grado de satisfacción de sus habitantes. La conservación de la biodiversidad en la costa proporciona beneficios en la explotación de recursos pesqueros pero también genera bienestar a sus habitantes y valor añadido a la actividad económica.

A pesar de la importante función ecológica que cumple la costa y de los elevados servicios que presta a nuestra sociedad, sus ecosistemas son los que han sufrido con mayor virulencia la presión humana. La superación de umbrales de sostenibilidad ha deteriorado servicios que estos ecosistemas prestan a sectores clave de nuestra economía desde que ésta existe en el nacimiento de las diferentes civilizaciones del Mediterráneo.

Los humedales costeros como sensores del cambio global:

La subida del nivel del mar se encuentra entre los desafíos indiscutibles a los que tendrá que hacer frente la sociedad en su interacción con los sistemas costeros independientemente del estado de conservación en el que éstos se encuentren. Frente a la incertidumbre pasada y futura de otros componentes del clima, el nivel del mar muestra una persistente y quasi-monotónica tendencia ascendente desde que existen registros en la segunda mitad del siglo XIX (IPCC, 2007).

La ocupación por el hombre de zonas costeras con escasa elevación y especialmente vulnerables a cambios bruscos o progresivos del nivel del mar adquiere connotaciones especialmente negativas cuando se hace a costa de ecosistemas con un elevado valor ecológico, como es el caso de los humedales costeros, ecosistemas de transición entre mar y tierra. A la presión inicial de la agricultura se le ha unido posteriormente la especulación urbanística, en el convencimiento de que las marismas son elementos yermos del territorio a eliminar en favor del interés privado y el desarrollo económico, ignorando su valor ecológico y la relevancia de los servicios que prestan a la población humana. Las marismas de inundación mareal

regulan la circulación y fertilizan las aguas de nuestras costas (García-Lafuente y Ruiz, 2007), actúan como zonas donde numerosas especies encuentran condiciones que favorecen su alimentación y la protección frente a depredadores (Ruiz et al., 2009); son, por tanto, núcleos de producción biológica y elementos claves en los ciclos vitales de numerosas especies marinas.

Las marismas han adquirido recientemente un valor ecológico añadido en el marco del calentamiento global del planeta y sus consecuencias sobre el nivel del mar. El último informe de síntesis del IPCC propone la adquisición de territorio costero para generar marismas como estrategia de adaptación planificada al incremento del nivel del mar (IPCC, 2007) ya que las tasas naturales de sedimentación de estos ecosistemas pueden llegar a contrarrestar incrementos en la altura del agua y ayudar a mantener un territorio estable en un escenario de niveles crecientes del mar (Day et al., 1995). En el contexto que define el IPCC, antiguas marismas sustituidas por explotaciones agrícolas verán su actividad en crecientes dificultades por la progresiva salinización de estuarios y acuíferos. Las infraestructuras sobre territorio de antiguas marismas demandarán más infraestructuras (diques de contención, reconstrucción de dunas,...) para contener a un mar en ascenso hasta límites difíciles de asumir no sólo en el plano ambiental sino en el económico. Es un horizonte que el IPCC interpreta como un marco en el que resultará inevitable la implementación de políticas que realicen una gestión integrada del territorio costero, aprovechando oportunidades para el desarrollo sostenible y la generación de innovadoras políticas de restauración de humedales costeros (IPCC, 2007).

Esta perspectiva de especial vulnerabilidad en las regiones de antiguas marismas es en cierta medida extensible al conjunto de la costa. El 70% de las playas de nuestro planeta han retrocedido durante el último siglo en conexión con la subida del nivel del mar (Bird, 1993). La urbanización masiva de la costa durante las últimas décadas ha eliminado la “piel” de nuestros océanos y ha ocupado un territorio que la comunidad científica internacional reclama como elemento de adaptación frente al cambio global. Los criterios no son sólo ecológicos y basados en la importante función que desempeña la costa en el ciclo vital de numerosas especies sino económicos pues afectan a inversiones constructivas en territorios de especial vulnerabilidad durante las décadas venideras.

Las áreas marinas protegidas como herramienta de conservación

No cabe duda de que la evidencia del agotamiento de los recursos marinos ha sido uno de los detonantes en el despertar de la conciencia conservacionista en relación con los ecosistemas marinos, aunque hoy son muchos los indicios de que las medidas convencionales de gestión, tales como la implantación de limitaciones espacio-temporales transitorias en la explotación del recurso, o aquellas centradas en la gestión exclusiva de éste y en la implantación de cuotas de extracción, no son una solución para el mantenimiento sostenible de las pesquerías (Ludwig et al., 1993). Esto ha provocado la evolución de los modos de gestión hacia la consideración del establecimiento de áreas con regulación permanente de la explotación del recurso, es decir, de áreas protegidas; la identificación de Áreas Marinas Protegidas (AMP) aparece como una de las opciones más sólidas en la actualidad (Roberts, 1997; Hastings y Botsford, 1999).

Sin embargo, el aspecto más relevante en este proceso evolutivo ha sido, sin duda, el reconocimiento de la necesidad de un cambio radical de enfoque que permita abordar la gestión de los recursos biológicos como parte de la conservación de los ecosistemas que los soportan (OSB, 2001; FAO, 2003; García et al., 2003; Plagányi, 2007). Como ya se ha indicado, en una tercera etapa, el énfasis en la conservación de la biodiversidad como valor en sí mismo y la integración de la especie humana como algo inherente al funcionamiento de los ecosistemas representa la aplicación del modelo de gestión de ecosistemas a las estrategias de conservación en el medio marino.

La IUCN (1994) define “Área Marina Protegida” como: *Área de ambiente intermareal o sublitoral, junto con la columna de agua, fauna, flora y rasgos históricos y culturales, que ha sido reservada por ley o cualquier otro medio efectivo para proteger la totalidad o parte del ambiente incluido.*

El término “Área Marina Protegida” alude básicamente a aquellos casos en los que el tamaño del territorio marino protegido excede claramente al de territorio terrestre incluido en sus límites o tiene suficiente tamaño como para poder ser identificada propiamente como AMP. La definición de AMP no impone limitación alguna al posible carácter costero-litoral u oceánico (es decir, en aguas abiertas) de una zona susceptible de protección. De hecho, son ya numerosas las propuestas de AMP en regiones de aguas internacionales (“High Seas MPA”, Kelleher, 1999) y se avanza en la resolución de los problemas legales emergentes (Gjerde, 2001; Gubia, 2003; Young, 2003).

De acuerdo con todo lo expuesto, las AMP deben cumplir con el objetivo general de contribuir a la conservación de la diversidad biológica y productividad de los océanos, aspectos ambos igualmente importantes para la restauración y mantenimiento de la salud del ecosistema (Kelleher, 1999; Pérez-Ruzafa et al., 2008). De una forma algo más específica, los objetivos a conseguir a través de las AMP son:

- la protección de especies significativas o amenazadas y la integridad de sus hábitats,
- la conservación de la biodiversidad específica, genética y funcional de los ecosistemas, y
- la preservación y recuperación de los recursos marinos y de los bienes sociales, culturales y recreativos asociados al medio marino.

Conectividad y efectividad de las áreas marinas protegidas

Proteger especies emblemáticas, preservar la biodiversidad o incrementar la producción pesquera son objetivos básicos que motivan la generación de AMP. El último de éstos las hace singulares respecto a las reservas terrestres y magnifica el impacto de las AMP, al extender los retornos de su creación a ecosistemas más amplios que el de las fronteras que las confinan (Palumbi, 2003). La efectividad del “efecto reserva” sobre estos territorios externos y sobre las especies que los ocupan depende de la intensidad con la que se realiza el intercambio de individuos entre el exterior y la AMP, es decir de su *conectividad*. Una baja tasa de dispersión entre la reserva y los hábitats que la circundan limitaría el impacto externo de la AMP; al quedar atrapados dentro del área protegida los huevos, larvas o adultos que el área protegida pudiera exportar (Palumbi, 2003). En el otro extremo, una elevada tasa de dispersión limitaría la efectividad de la AMP para especies explotadas al permanecer éstas un tiempo limitado bajo protección. En estas condiciones, el impacto sobre estas poblaciones sería equivalente al de una gestión pesquera tradicional mediante paradas biológicas que limitan las capturas durante un periodo limitado de tiempo.

La uniformidad y estabilidad relativa del medio marino favorece, en comparación con el terrestre, la homogeneización del patrimonio genético de sus especies (Shulman y Birmingham, 1995). Ésta ha sido la concepción tradicional que además parecía estar refrendada por estudios sobre variabilidad en los genes mitocondriales (Planes, 2002). Sin embargo, al considerar la conectividad de las AMP con el resto del territorio en el ámbito del intercambio de genes es necesario distinguir entre aquellas conexiones capaces de borrar trazas de deriva genética (escala evolutiva) de las que tienen una escala temporal que impacta sobre la dinámica de los ecosistemas marinos. La estabilidad genética a escalas evolutivas no implica que el intercambio espacial entre individuos sea suficiente para sostener a las poblaciones adultas (Shanks et al., 2003), pues éstas demandan flujos mucho mayores de individuos. Nuevas técnicas genéticas enfocadas hacia zonas hiper-variables del ADN nuclear han evidenciando que estos flujos no siempre se dan y que la supuesta homogeneidad es cuestionable. De hecho, estas técnicas han demostrado que existe variabilidad genética entre poblaciones de peces e invertebrados marinos previamente consideradas como homogéneas (Bentzen et al., 1996; Purcell et al., 2006).

Estos resultados evidencian que a escalas de relevancia ecológica, la conectividad entre ecosistemas marinos puede no ser tan alta como ha sido tradicionalmente concebida, limitando la dispersión y el flujo entre poblaciones, singularmente del bentos. En este contexto cabe entender la elevada proporción de la biota bentónica que recurre a fases planctónicas durante los estados iniciales de su ciclo vital. En comparación con los sistemas terrestres, el agua aporta características físicas con valor añadido para la dispersión de huevos, larvas y propágulos. Incluir una fase pelágica es, por tanto, una ventaja clara para la dispersión de los organismos bentónicos. Sin embargo, el precio a pagar por un ciclo vital que ocupa parcialmente la masa de agua es elevado. Las fases planctónicas son vulnerables tanto a la depredación como a la incertidumbre que caracteriza a la dinámica de flujos geofísicos. Sólo una pequeña proporción de estas fases planctónicas sobreviven y son transportadas por las corrientes hacia substratos favorables para su asentamiento. Además, la supervivencia de los que se asientan es inferior al 10% (Gosselin y Qian, 1997). A modo de ejemplo, de las 17 especies de prosobranchios cuyas larvas, liberadas en las costas americanas, cruzan el Atlántico norte, sólo 8 están presentes como adultos en las costas de Europa (Laursen, 1981). Éste y otros ejemplos sugieren que la mortalidad acumulada en los procesos de dispersión puede ser suficientemente baja para erosionar diferencias evolutivas pero no para asegurar siempre un intercambio que garantice la estabilidad de poblaciones aisladas.

En los ecosistemas marinos la intensidad de este intercambio resulta de la propia biología de las especies y de cómo ésta se integra con el sistema de corrientes de la cuenca donde su hábitat se localiza. Existe, no obstante, una relación bastante lineal entre la distancia de dispersión de las especies bentónicas y el tiempo de permanencia en el medio pelágico de sus huevos y larvas, explicando este tiempo hasta el 90% de la varianza de la distancia (Shanks et al., 2003). Los tiempos de residencia de larvas pueden variar desde minutos hasta cerca de un año y las distancias desde metros hasta miles de kilómetros. Un ejemplo de la potencia dispersiva del medio pelágico lo podemos encontrar en las diferentes especies de macrófitos que han aparecido como especies exóticas en el Mediterráneo. Mientras algunas como *Caulerpa taxifolia*, que se dispersa mediante fragmentos vegetativos cercanos al fondo avanzó a tasas de 0.5 km/año (Belsher y Meinesz, 1995), otras como *Sargassum muticum* que se dispersa mediante fragmentos que flotan avanzó a velocidades de 10-13 km/año (Knoepffler-Peguy et al., 1985). En el mar del Atlántico, donde la onda de marea y los procesos costeros son más energéticos, los fragmentos de *S. muticum* se propagan a 90 km/año, evidenciando que la dispersión de organismos marinos sólo se puede abordar desde la integración de un diseño biológico en un marco físico.

Esta integración está aún lejos de ser comprendida para la inmensa mayoría de los organismos marinos. En este contexto resulta complejo apuntar elementos desde el ámbito de la conectividad con los que ayudar a optimizar el diseño de espacios

protegidos en el ámbito marino. No obstante, el análisis de abundante información sobre dispersión de organismos bentónicos parece mostrar una doble estrategia que aporta elementos a tener en consideración (Shanks et al., 2003). El diseño biológico de especies bentónicas parece decantarse por dispersiones que exploren distancias cortas (<3-4 km) o largas (>20km). En el primer caso los adultos buscan asegurar la permanencia de la descendencia en el mismo tipo de hábitat con propágulos de vida muy corta y/o que se dispersan cercanos al fondo. En el segundo, los adultos generan larvas planctónicas con capacidad de alimentarse para alargar su vida pelágica y maximizar de esta forma la probabilidad de encontrar un lugar propicio donde asentarse lejos de los progenitores. La heterogeneidad característica del medio costero lleva a evitar las estrategias intermedias en las que una larva se dispersa lo suficiente para salir del hábitat original de los padres sin maximizar la probabilidad de encontrar otro donde asentarse. Esta dicotomía estratégica ha llevado a la sugerencia de líneas generales en el diseño de redes de AMP (Shanks et al., 2003). En este planteamiento, las redes de AMP deberían tener tamaños mínimos de 5 km, para permitir la reposición de organismos con baja tasa de dispersión, y una distancia entre ellas de ~20 km, para permitir los intercambios entre poblaciones de especies cuya estrategia reproductiva no incluye una progenie que se asienta en el mismo ecosistema que sus padres.

Redes de áreas marinas protegidas: principios operativos

La aplicación de un enfoque en el que el ecosistema representa el nivel de referencia, tiene implicaciones fundamentales para el diseño y gestión de las AMP. Como manchas individuales dentro de sistemas de mayor tamaño o escala, las AMP son vulnerables y pueden no garantizar la persistencia de los niveles de biodiversidad originales, comprometiendo las expectativas sobre su utilidad y rendimiento. Para cumplir con sus objetivos, las AMP deben conectarse en *redes* de ámbito regional (en el sentido administrativo, geográfico o ecológico del término) de forma que puedan representar correctamente la heterogeneidad estructural y funcional de los ecosistemas regionales así como la heterogeneidad de hábitat y biodiversidad de dichos ecosistemas. A este nivel, términos como heterogeneidad, conectividad, persistencia, etc engarzan el diseño y gestión de las redes de AMP (o de cualquier tipo de espacio natural protegido) con tópicos fundamentales de la ecología como la dinámica de metapoblaciones, biogeografía insular y la ecología del paisaje.

Entre los principios o directrices básicos que deben dirigir el diseño y gestión de una Red de AMP a escala regional pueden citarse los siguientes (**Fig. 1**):

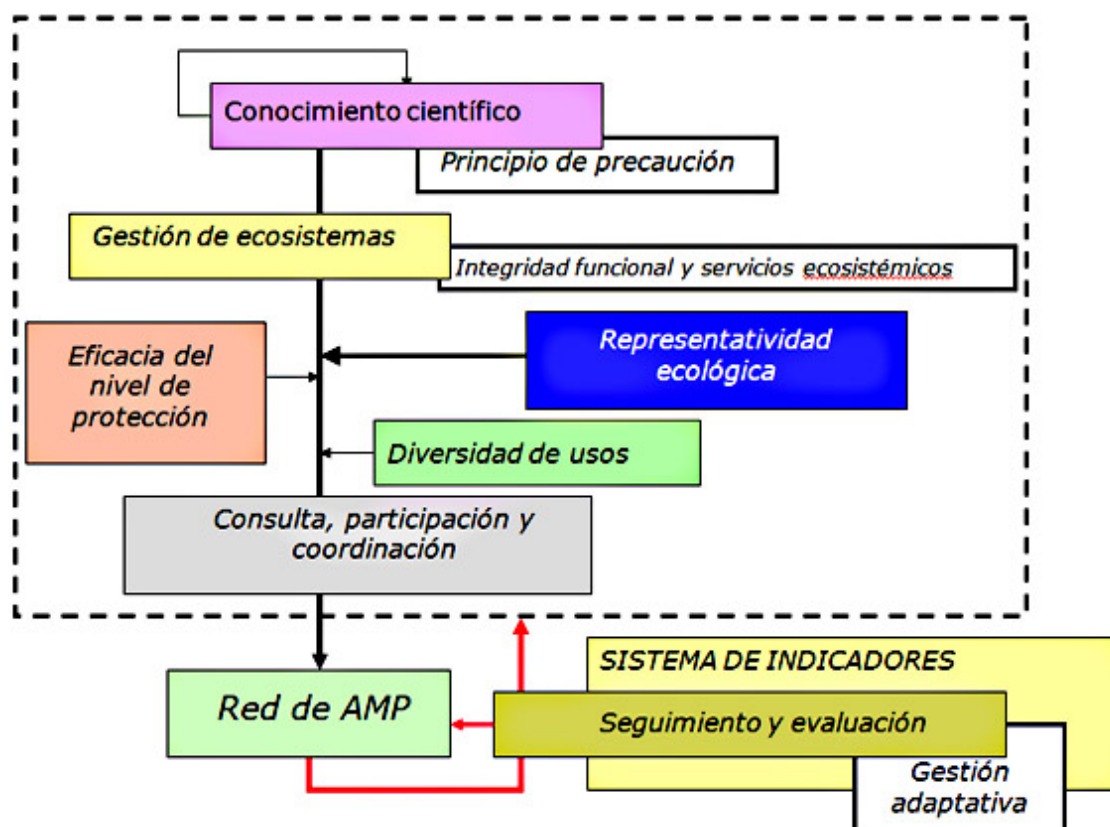


Figura 1. Diagrama de conexión entre los principios o directrices asociadas al diseño, establecimiento y gestión de una red de áreas marinas protegidas en el marco de la gestión de ecosistemas.

- **Conocimiento:** El modelo de gestión debe estar basado en el conocimiento científico de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas regionales. Asumiendo que el conocimiento científico de los ecosistemas marinos es comparativamente menor que el de los terrestres, la toma de decisiones debe estar amparada por la aplicación del principio de *Precaución*: la falta de evidencia científica absoluta no debe usarse como argumento para no tomar medidas ante un problema que puede afectar grave o irreversiblemente a la salud humana o al medio ambiente.
- **Gestión ecosistémica e Integridad ecológica:** La conservación y restauración de áreas marinas debe basarse en el mantenimiento de la integridad estructural y funcional de los ecosistemas representados en las AMP's. La persistencia de elementos emblemáticos (especies o comunidades) y la generación de bienes y servicios serán la consecuencia natural de la integridad de los ecosistemas afectados.
- **Eficacia:** Debe existir una adecuación entre las figuras de protección aplicadas y la viabilidad integral de los ecosistemas afectados por la protección (equivalente al concepto de "adequacy" (ANZECC, 1999; Kelleher, 1999)
- **Representatividad:** Debe ser considerada a dos escalas: 1) Escala amplia o regional: La Red debe incluir el conjunto total de ecosistemas identificados en la región (Equivalente al concepto de "*comprehensiveness*"; ANZEC, 1999; Kelleher, 1999) y 2) Escala fina o local: las AMP seleccionadas deben reflejar la diversidad estructural y funcional de los hábitat, comunidades y procesos característicos de los ecosistemas que pretenden representar (equivalente al concepto de "*representativeness*" (ANZECC, 1999; Kelleher, 1999).
- **Diversidad de usos:** Debe considerarse la combinación de diversas figuras de protección, sea en el interior de una AMP de suficiente extensión o en el conjunto de la Red. En cualquier caso, debe considerarse obligatoria la inclusión de áreas con el máximo nivel de protección (equivalente a categorías I y II de IUCN, 1994).
- **Consulta y participación:** La reglamentación de las potenciales AMP debe ser discutida con los sectores públicos afectados.
- **Coordinación:** La efectividad y la optimización de los recursos disponibles para la gestión requieren la estrecha coordinación entre las administraciones (a nivel central, autonómico y local) responsables de todas aquellas políticas con incidencia en el uso, explotación y conservación del medio litoral y marino.
- **Seguimiento:** Los efectos de las medidas protectoras sobre el sistema natural y el socioeconómico deben ser seguidos desde el momento de la puesta en funcionamiento de la red.
- **Evaluación y revisión:** Todos los elementos del proceso de selección, ordenación y gestión deben ser evaluados y revisados a la luz de avances en el conocimiento científico del marco regional o de cambios en los sectores socioeconómicos implicados. Este proceso es inherente a la aplicación de un modelo de *gestión adaptativa* apoyada en un sistema de indicadores ambientales diseñados para su uso en el contexto de las AMP (Pomeroy et al., 2004).

Ejemplo de actuación 1: conservación de la biodiversidad en el mar de Alborán

Marco físico y relevancia ecológica

La cuenca que alberga el Mar de Alborán (**Fig. 2**) se sitúa en el extremo occidental del Mediterráneo. Sus orillas septentrional y meridional, distantes unos 200 km, pertenecen a ámbitos continentales diferentes (Europa y África), ámbitos que se aproximan hasta casi tocarse en el extremo occidental de la cuenca, formando el Estrecho de Gibraltar de tan sólo unos 14 km de anchura, que, a su vez, representa el punto de conexión e intercambio entre el Mar Mediterráneo y el Océano Atlántico.

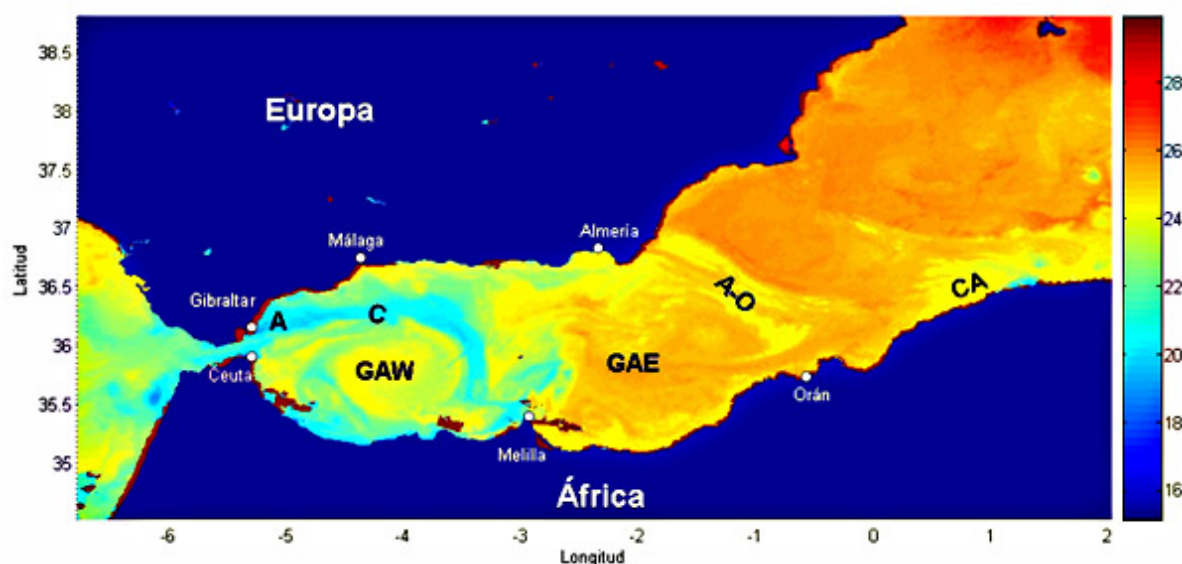


Figura 2. Temperatura superficial del Mar de Alborán (05/09/2000) y patrón de circulación: (A) afloramiento noroccidental; (C) chorro atlántico; (GAW) giro anticiclónico occidental; (GAE) giro anticiclónico oriental; (A-O) Frente Almería-Orán; (CA) corriente de Argelia. Imagen tomada de DLR EOWEB Interactive Data Service Demonstrator (<http://eoweb.dlr.de>). Obsérvese la relevancia del frente “Almería-Orán” como frontera ecológica oriental de este mar.

La relevancia ecológica del Mar de Alborán deriva de su carácter de transición entre el interior de la cuenca Mediterránea y el Océano Atlántico. Globalmente considerado, el Mar Mediterráneo exhibe un comportamiento hidrodinámico controlado por las condiciones climáticas impuestas por las masas continentales que lo rodean. De forma muy resumida, los aportes de agua generados por los ríos y las precipitaciones atmosféricas no compensan las fuertes pérdidas por evaporación, generándose un déficit hídrico que es compensado fundamentalmente por la entrada de agua desde el Océano Atlántico a través del Estrecho de Gibraltar. Puede entenderse, por tanto, la relevancia que adquiere la cuenca de Alborán como receptora las aguas que, finalmente y tras complejos procesos de modificación y mezcla, van a constituir el Mar Mediterráneo. Dado el carácter salino de las aguas atlánticas entrantes, estos procesos implican la exportación hacia el Atlántico del exceso de sal, transportado en una corriente de agua que, a nivel del Estrecho de Gibraltar, discurre por debajo de la corriente atlántica entrante. Como vemos, toda la maquinaria hidrológica mediterránea se concentra en la cuenca de Alborán y se comprime en su extremo occidental donde tiene lugar, finalmente, el intercambio de agua y materiales que permite la persistencia física del Mar Mediterráneo en su totalidad (Rodríguez et al., 2006).

Lógicamente, los flujos y procesos de intercambio que caracterizan esta región no se limitan al agua, sal y compuestos químicos disueltos, sino que favorecen el transporte y la dispersión de organismos entre ambas cuencas y a lo largo y ancho de la propia cuenca de Alborán, haciendo de ella una encrucijada biogeográfica donde se encuentran especies de muy diferentes orígenes que otorgan un carácter único a la biodiversidad regional.

El marco ecosistémico: procesos ecológicos y antropogénicos en el ecosistema de Alborán

En coherencia con los planteamientos iniciales, las estrategias de conservación a escala del Mar de Alborán se apoyan en el mejor conocimiento científico posible de la estructura y dinámica del ecosistema marino regional. La **Figura 3** (Rodríguez et al., en prensa) representa el submodelo ecológico desarrollado como parte de un modelo más amplio que engloba los procesos hidrodinámicos, químicos y los flujos de especies que permiten la identificación de áreas de concentración de biodiversidad. Como se observa en la **Figura 3**, los procesos de origen antropogénico se incluyen como elementos inherentes a la dinámica del sistema ecológico.

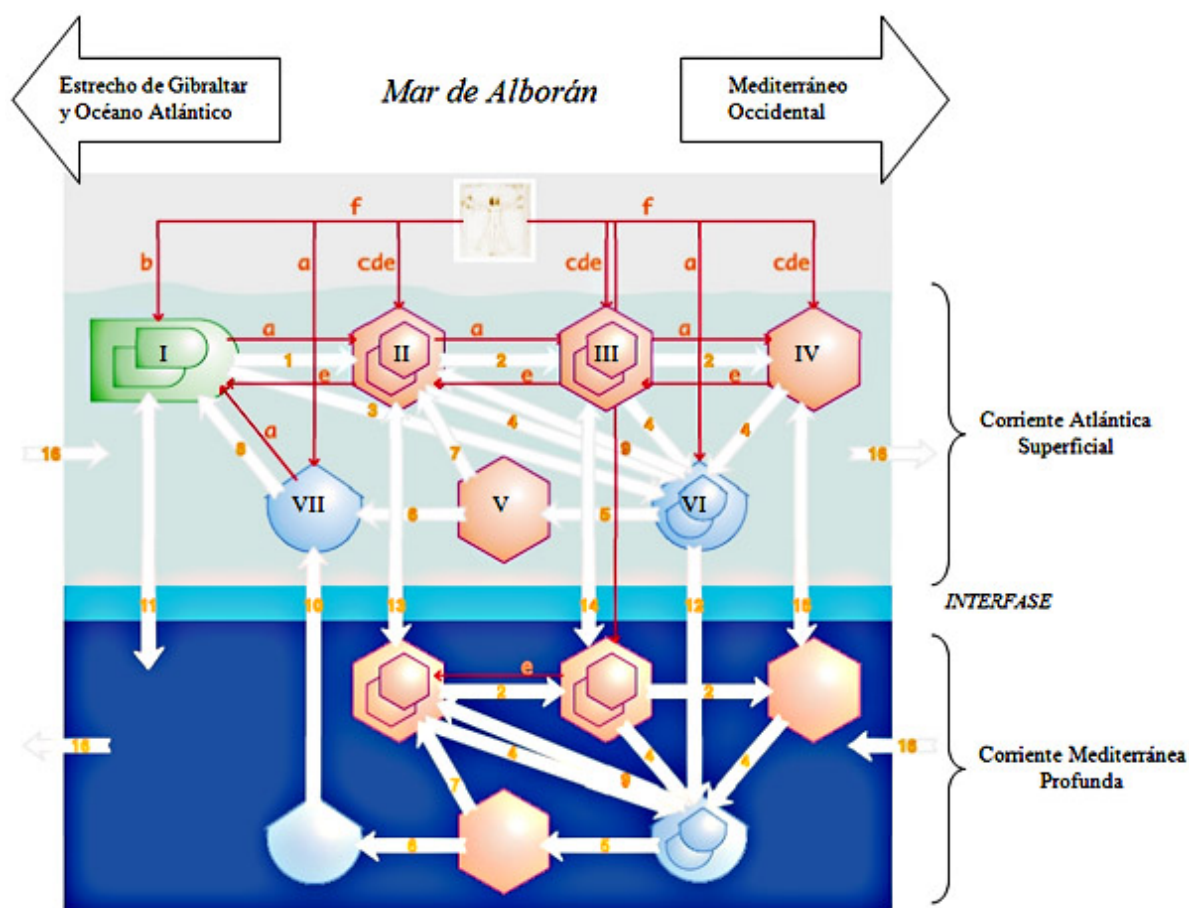


Figura 3. Sub-modelo de procesos ecológicos (1-16) y antropogénicos (a-f) que caracterizan el funcionamiento del ecosistema de Alborán. Los compartimentos verticales representan las aguas superficiales de origen atlántico y las aguas profundas de origen mediterráneo, separadas por la interfase de salinidad entre ambas (I: Fitoplancton y fitobentos; II: Zooplancton y zoobentos; III: Peces pelágicos y demersales; IV: Mamíferos marinos y tortugas; V: Bacterias heterotróficas; VI: Materia orgánica particulada y disuelta; VII: Nutrientes inorgánicos). Información obtenida de Rodríguez et al., (en prensa).

PROCESOS ECOLÓGICOS:

1. Producción primaria, metabolismo y consumo de fitoplancton y fitobentos por zooplancton y zoobentos
2. Producción secundaria, metabolismo y flujos de materia entre depredadores y presas en el plancton y en el bentos
3. Producción primaria no consumida que se transforma en materia orgánica particulada o es exudada como carbono orgánico disuelto
4. Producción secundaria no consumida y productos de excreción que pasan al compartimento de detritus.
5. Producción heterotrófica bacteriana
6. Mineralización de materia orgánica por bacterias heterotróficas
7. Consumo de biomasa bacteriana por bacterívoros y flujo de materia en la red trófica microbiana (bacterias, flagelados, ciliados)
8. Absorción de nutrientes inorgánicos por el fitoplancton y fitobentos. Bombeo de nutrientes entre sedimento y agua en praderas de fanerógamas
9. Consumo de materia orgánica por detritívoros.
10. Transporte de nutrientes inorgánicos en la región de afloramiento noroccidental y frentes
11. Transporte de biomasa fitoplanctónica asociado a la dinámica vertical de mesoescala en frentes (Alborán noroccidental y Almería -Orán)
12. Sedimentación de materia orgánica particulada asociada a la bomba biológica de carbono; transporte de MOP plataforma-talud en cañones submarinos; transporte vertical de MOD en

giros, frentes y zonas de afloramiento

13. *Flujo de biomasa, materia orgánica y nutrientes ligada a las migraciones verticales de zooplancton e ictioplancton*
14. *Migraciones plataforma - talud relacionadas con el ciclo biológico de la ictiofauna*
15. *Migraciones relacionadas con el comportamiento alimentario de mamíferos marinos*
16. *Flujo de biomasa, materia orgánica y nutrientes ligado a los intercambios atlanto-mediterráneos*

PROCESOS ANTROPOGÉNICOS:

- a. *Eutrofización: aportes de materia orgánica y nutrientes en áreas costeras urbanizadas y alteraciones derivadas ('bottom-up') en la estructura y funcionamiento del ecosistema.*
- b. *Destrucción física de vegetación bentónica por pesca de arrastre y anclaje y regresión por pérdida de calidad (transparencia) del agua.*
- c. *Sobreexplotación de poblaciones de especies vulnerables (p.e. coral rojo), mortalidad inespecífica ligada a los descartes en pesca de arrastre, redes a la deriva (mamíferos, tortugas) y otras artes como la barra italiana.*
- d. *Sobreexplotación pesquera de poblaciones demersales en plataforma y aguas profundas.*
- e. *Cambios estructurales y funcionales de las redes tróficas por eliminación de depredadores (perturbaciones 'top-down').*
- f. *Pérdida de biodiversidad común a todos los agentes de presión citados.*

Vulnerabilidad del ecosistema del Mar de Alborán

La cuenca del Mar de Alborán está sometida a una fuerte y antigua presión antropogénica, a la que no escapan los ecosistemas marinos. Aunque los ecosistemas mediterráneos no se pueden entender sin el papel que el hombre ha jugado históricamente en su configuración y funcionamiento, desde la época del desarrollo industrial han aparecido nuevos agentes de presión (por ejemplo, el transporte de hidrocarburos) y se han intensificado enormemente usos que estaban perfectamente integrados en la dinámica de los sistemas naturales (por ejemplo, la explotación pesquera). Por otra parte, a pesar de que el desarrollo económico entre la costa septentrional y meridional está muy desequilibrado, el reducido tamaño de la cuenca, la existencia de puntos críticos (como el Estrecho de Gibraltar) con una desproporcionada capacidad de impacto sobre toda la cuenca y los peculiares y complejos patrones de distribución de la biodiversidad, hacen de este mar un ecosistema altamente vulnerable a los agentes de presión de origen antropogénico.

Presiones antropogénicas e impactos ecológicos

La **Tabla 1** recoge las principales presiones e impactos que afectan al Mar de Alborán. Es importante reconocer la diferente escala de manifestación de las presiones e impactos. Algunos de los impactos ecológicos derivan de presiones a escala global, como es el caso del incremento de gases de efecto invernadero. Otros agentes de presión se manifiestan a escala regional, como es el caso de la presión pesquera; la presión urbanística se concentra en el litoral septentrional y el transporte marítimo es un agente de presión cuyo riesgo máximo de impacto es local (el Estrecho de Gibraltar) pero las manifestaciones tendrían escala regional.

Fuerzas Motrices / PRESIONES	IMPACTOS
Desarrollo industrial, incremento de población y consumo energético/ INCREMENTO DE G E I ¹	Cambios en los rasgos climáticos regionales: <ul style="list-style-type: none"> - incremento de temperatura atmosférica y evaporación - cambios en el régimen de vientos - Disminución de pluviosidad y caudales fluviales - incremento de sequías y del riesgo de incendios forestales - incremento de temperatura y salinidad de aguas superficiales y profundas <ul style="list-style-type: none"> - cambios en la circulación termohalina - incremento del flujo de salida de agua mediterránea profunda - incremento del nivel del mar <ul style="list-style-type: none"> - pérdida de humedales costeros - cambios en la distribución espacial de especies - penetración de especies exóticas invasoras
Urbanización costera, incremento de población litoral/ PRESIÓN URBANÍSTICA Y TURÍSTICA	Erosión litoral Modificación y destrucción de hábitat Aporte de aguas residuales de origen urbano <ul style="list-style-type: none"> - eutrofización de las aguas costeras - proliferación de algas potencialmente tóxicas - riesgos para la salud en las aguas de uso recreativo
Actividad pesquera, incremento de demanda/ PRESIÓN PESQUERA COMERCIAL Y DEPORTIVA	Sobre-explotación de poblaciones <ul style="list-style-type: none"> - sobre-explotación selectiva de tallas grandes (pesca submarina) - sobre-explotación no selectiva de juveniles (diversos artes de pesca artesanal) - Cambios estructurales y funcionales en las redes tróficas - Mortalidad asociada a los descartes - Mortalidad de mamíferos y tortugas asociada al uso de diversos artes de pesca - Daños físicos y destrucción de hábitat por arrastre y anclaje
Incremento de demanda/ ACUICULTURA	<ul style="list-style-type: none"> - Eutrofización local - Importación de especies exóticas invasoras
Actividad agrícola/ PRESIÓN AGRÍCOLA	<ul style="list-style-type: none"> - Regulación de los aportes de agua dulce al sistema costero - Contaminación con pesticidas y compuestos orgánicos persistentes en general - Contaminación con nutrientes inorgánicos <ul style="list-style-type: none"> - eutrofización de las aguas costeras
Actividad industrial/ PRESIÓN INDUSTRIAL	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminación con metales pesados, hidrocarburos y otros compuestos tóxicos
Tráfico marítimo/ TRANSPORTE MARÍTIMO	<ul style="list-style-type: none"> - Contaminación con residuos diversos por lavado de tanques - Riesgo de accidente marítimo y catástrofe ecológica - Introducción de especies exóticas invasoras

¹ Gases de Efecto Invernadero

Tabla 1. Relación de las principales Presiones e Impactos que afectan a la cuenca y Mar de Alborán. Todas los tipos de presiones se traducen en pérdida de biodiversidad, integridad y salud ecológica.

Respuestas ante las presiones ambientales antropogénicas

Respuesta 1: la red de áreas marinas protegidas de la RENPA (Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía) en el Mar de Alborán

Resultado de la iniciativa de las administraciones autonómica y estatal, de forma independiente o coordinada, hasta el momento se han definido diversas áreas marinas sometidas a diferente tipo o figura de protección. Así, el Mediterráneo andaluz cuenta con los siguientes espacios marinos protegidos:

- Parque Natural del Cabo de Gata-Níjar
- Parque Natural del Estrecho
- Paraje Natural de la Isla de Alborán
- Paraje Natural de Maro-Cerrogordo
- Monumento Natural del Arrecife-Barrera de *Posidonia* en Roquetas de Mar (Almería)

En todos ellos, excepto el Monumento Natural del Arrecife-Barrera de *Posidonia*, el espacio marino protegido forma parte de una unidad espacial de protección de carácter mixto, marítimo-terrestre.

Por otra parte, la normativa europea dispone el establecimiento de *Lugares de Interés Comunitario* (LIC) y ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) que serán las futuras ZEC (Zonas Especiales de Conservación) que han de conformar la futura Red de espacios protegidos de la Red Natura 2000. Todos los espacios antes citados forman parte de dicha red, más otras propuestas hechas desde colectivos de ciudadanos o desde la propia administración. Los LICs declarados en el

Mediterráneo andaluz son los siguientes:

- Fondos del Levante Almeriense
- Fondos Marinos de Punta Entinas-Sabinar
- Acantilados y Fondos Marinos de Calahonda-Castell de Ferro
- Fondos Marinos del Tesorillo-Salobreña
- Acantilados y Fondos Marinos de la Punta de la Mona-Calahonda
- Fondos Marinos de la bahía de Estepona
- Estuario del río Guadiaro
- Marismas del río Palmones

Frente a esta amplia superficie protegida y diversidad de figuras de protección, en la costa meridional del Mar de Alborán solamente se ubica el Parque Nacional de Al-Hoceima en Marruecos, lo que pone de manifiesto un fuerte desequilibrio en la política conservacionista a ambos lados del Mar de Alborán.

Respuesta 2: El Proyecto coordinado por UICN-Med (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Centro de Cooperación para el Mediterráneo) para la conservación y desarrollo sostenible del Mar de Alborán (Alcántara et al, 2009).

A través de su Centro de Cooperación para el Mediterráneo, la Unión Mundial para la Naturaleza ha lanzado un proyecto cuyo objetivo a largo plazo es “crear las condiciones y construir las bases necesarias para el establecimiento de una futura gestión compartida del Mar de Alborán que permita asegurar la conservación de la biodiversidad y el uso sostenible de sus recursos. El plan de gestión compartida debe involucrar a los países ribereños principales, España y Marruecos, junto con Argelia y procurando también tener en cuenta el papel de Gibraltar.”

El Proyecto Alborán cuenta con el apoyo de la Diputación Provincial de Málaga y la Agencia de Desarrollo del Oriente de Marruecos, así como de la colaboración del Instituto Nacional de Investigación Pesquera (INRH) y del Instituto Español de Oceanografía (IEO). Después de una primera reunión internacional celebrada en Málaga en 2007 bajo el auspicio de la Diputación Provincial, el Proyecto Alborán fue presentado oficialmente en el Congreso Mundial de la Naturaleza de la UICN celebrado en Barcelona en octubre de 2008.

El Grupo de Coordinación del Proyecto Alborán, reunido de nuevo en Málaga en diciembre de 2008, programó el II Encuentro Internacional de Alborán, celebrado en Oujda (INRH, Marruecos) durante el mes de abril de 2009. Los objetivos de dicha reunión fueron los siguientes:

1. Reforzar el proceso de intercambio de información entre todos los actores y partes involucrados en la zona de Alborán.
2. Profundizar en los problemas identificados y las soluciones a nivel regional.
3. Identificar y debatir las prioridades para una mejor gestión y gobernanza de la zona de Alborán.
4. Iniciar un Plan de Acción para la región de Alborán y discutir los medios de aplicación deseables.

Durante el Encuentro se organizaron y desarrollaron tres Talleres de trabajo (“Gestión Integrada de la Zona Costera”, “Áreas Marinas Protegidas y Biodiversidad”, e “Interacciones entre actividades humanas, mamíferos marinos, aves y tortugas”) cuya puesta en común sirvió para debatir las prioridades del proceso de gestión y gobernanza del Mar de Alborán. La denominada “Declaración de Alborán” (UICN-Med, 2009), será el pilar sobre el que se elaborará el Plan de Acción para el futuro inmediato.

La meta final: hacia una Red de Áreas Marinas Protegidas en el Mar de Alborán

La consideración de los procesos hidrodinámicos y ecológicos que dan identidad al Mar de Alborán, y en el contexto del proyecto de colaboración regional de UICN, ha llevado a la presentación (Rodríguez, 2009) de lo que sería la estructura básica de una Red de Áreas Marinas Protegidas para el Mar de Alborán (**Fig. 4**). En su forma básica, esta propuesta contiene: (a) las AMP ya existentes, (b) propuesta de nueva AMP en la región del afloramiento noroccidental, basada en un análisis de la representatividad ecológica de las AMP de Andalucía y (c) propuesta de extensión de AMP ya existentes (Parque Nacional de Al-Hoceima) para abarcar el área de alta biodiversidad de Cabo Tres Forcas. La figura pone de manifiesto la conectividad, con fuerte base hidrodinámica, que soportaría y daría fuerza a esta Red intercontinental de AMP a escala del Mar de Alborán.

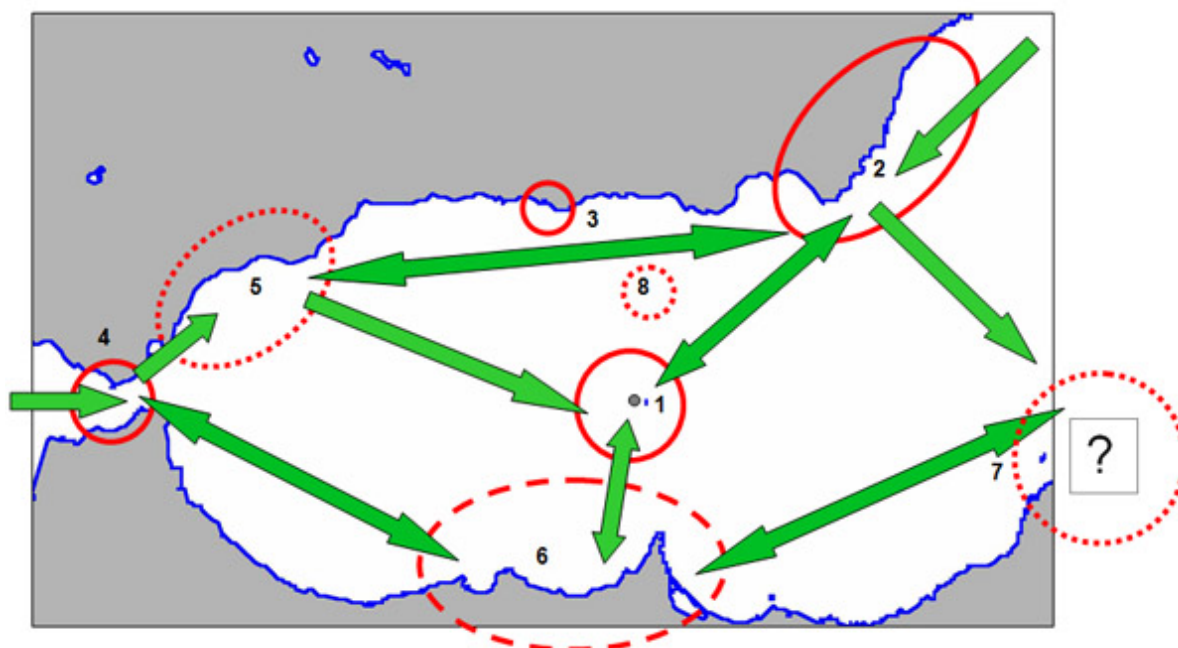


Figura 4. Propuesta de una red básica de AMP para el mar de Alborán (Rodríguez, 2009). (1) Paraje Natural de la isla de Alborán; (2) Parque Natural del Cabo de Gata-Níjar; (3) Paraje Natural de Maro-Cerro Gordo; (4) Parque Natural del Estrecho, ampliado en el marco de la Reserva Intercontinental de la Biosfera Andalucía (España)-Marruecos; (5) propuesta de nueva AMP del afloramiento noroccidental; (6) Parque Nacional de Al Hoceima (Marruecos), ampliado para incluir el cabo de Tres Forcas; (7) Nueva AMP del ecosistema de la corriente argelina (Argelia); (8) Nueva AMP de montes submarinos del Seco de Los Olivos.

Ejemplo de actuación 2. Conservación de la biodiversidad en el golfo de Cádiz

Marco físico y relevancia ecológica

El golfo de Cádiz se sitúa en el margen oriental del Atlántico norte. La cuenca tiene un límite mas definido en su lado septentrional, donde la península ibérica dibuja hacia el oeste un perfil con orientación dominante este-oeste, que en el meridional, donde la costa africana se abre rápidamente hacia el sur. Al este está delimitada por el Estrecho de Gibraltar mientras que su límite occidental se podría fijar en el meridiano que coincide con el cabo de San Vicente.

Por la situación geográfica del golfo de Cádiz y por la orientación de su línea de costa, los ecosistemas marinos de esta área participan de la dinámica del Atlántico nororiental aunque con notables singularidades. Para entender estas singularidades es necesario incorporar el forzamiento atmosférico sobre el Atlántico nororiental y cómo el golfo de Cádiz se sitúa en este contexto. Tanto el Pacífico como el Atlántico presentan en sus límites orientales grandes sistemas de afloramiento, California-Perú y Sahara-Namibia respectivamente. Son el resultado de vientos que soplan en la costa con componentes desde los polos hacia el ecuador y que por el transporte de Ekman bombean agua profunda y rica en nutrientes desde el fondo del océano hacia la superficie. En esta distribución planetaria, al golfo de Cádiz, por su latitud y posición oriental, le correspondería ser el equivalente europeo del afloramiento de California y tener, en consecuencia, importantes pesquerías asociadas. Sin embargo, en el cabo de San Vicente la costa cambia de dirección en ángulo recto para empezar a formar la cuenca que es el golfo de Cádiz. Este cambio de dirección desalinea el litoral andaluz del régimen de vientos paralelos a la costa en el Atlántico oriental, impide que el golfo de Cádiz forme parte del afloramiento sahariano y, de hecho, diferencia a esta cuenca del patrón general de circulación en el Atlántico nororiental.

Fruto de estas circunstancias, el conjunto de las aguas que ocupan el golfo de Cádiz no son fértiles y productivas como le correspondería por su posición en el conjunto de los océanos sino de marcado carácter oligotrófico como se puede ver en la **Figura 5**. Esta figura también muestra que este carácter oligotrófico se pierde en conexión con la costa. La onda de marea que es despreciable en el cercano Mediterráneo mezcla aguas de la amplia plataforma continental que se extiende al este del cabo de Santa María. Otros dos elementos geográficos juegan un papel importante en la ecología de las aguas del golfo de Cádiz: los cabos y los estuarios. Cabos como el de San Vicente, Santa María o Trafalgar jalonan esta costa con nombres de batallas históricas y son responsables de inestabilidades hidrodinámicas que fertilizan las aguas de esta cuenca (Navarro y Ruiz, 2006). Estuarios como los del Guadalquivir, Guadalete, Gadiana o Barbate fueron antaño importante elementos de conexión entre las aguas del golfo de Cádiz y amplias llanuras de inundación mareal. Los escasos restos de aquellas

antiguas marismas aún actúan como elementos fertilizadores y capaces de actuar sobre el sistema de corrientes del golfo (García-Lafuente y Ruiz, 2007).

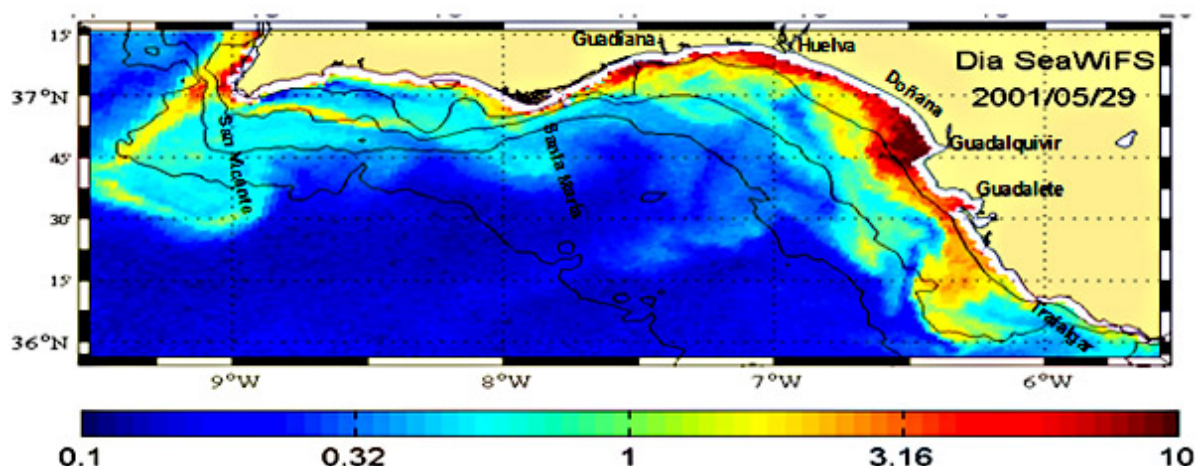


Figura 5. Imagen de color oceánico para la clorofila de golfo de Cádiz. La escala está en valores de $\mu\text{g/L}$.

El marco ecosistémico: procesos ecológicos y vulnerabilidad frente a alteraciones humanas en el golfo de Cádiz

Las estrategias de conservación en el golfo de Cádiz tienen que partir de este marco físico así como de las modificaciones que éste ha sufrido y de las consecuencias que sobre el mismo, y el conjunto del ecosistema, pudieran tener futuras actuaciones humanas.

Hasta épocas relativamente recientes las presiones urbanísticas sobre las costas de esta cuenca no han sido tan agudas como en el caso del mar de Alborán. Sin embargo, el ser humano ha alterado elementos clave de este marco físico y de la dinámica de sus ecosistemas. Los más significativos son, sin lugar a dudas, las modificaciones de los importantes humedales costeros que la dinámica mareal y las entradas de agua dulce dibujaban en los diferentes estuarios de esta cuenca.

Algunas de estas modificaciones son históricas como las cortas en el estuario del Guadalquivir para facilitar el tránsito al puerto de Sevilla, pero las más importantes tienen lugar a partir del siglo XX. La fuerza motora de este importante proceso de transformación es la concepción social de las marismas como zonas insalubres y la necesidad de incrementar la producción agrícola en la España de posguerra. En este contexto se produjo la desecación de vastas regiones para crear lo que hoy son campos de cultivo de arroz o algodón. El proceso de desecación mas extenso de marismas que ha tenido lugar en Europa se produjo tras la guerra civil en los humedales del tramo bajo del Guadalquivir, en un territorio que dominaba varias veces la superficie del actual parque de Doñana. Estas zonas de marisma desempeñaban un papel fundamental para numerosas especies marinas que las ocupan en algún momento de su ciclo vital. Quizás el elemento más emblemático sea la desaparición del esturión en el estuario del Guadalquivir pero la pérdida que generó este deterioro del hábitat fue mucho mayor. Con estas marismas desaparecieron áreas donde los estados iniciales de numerosas especies encontraban abundante alimento y refugio frente a la depredación. Por tanto, el efecto de la desaparición de estas zonas no se limita a la pérdida ecológica del territorio transformado sino que se extiende a escalas espaciales mucho mayores al impactar sobre el conjunto de las especies que habitan en el golfo de Cádiz. A estas escalas espaciales, que engloban el conjunto del golfo, el efecto modificador afectó al sistema de corrientes costero que se encuentra estrechamente conectado con los estuarios y marismas de esta cuenca (García-Lafuente y Ruiz, 2007). Por entenderlo en términos de ecología terrestre, este proceso de desecación alteró el clima marino del golfo de Cádiz.

Respuesta frente a las modificaciones humanas

A las presiones como la urbanización o la pesca que son propias del conjunto de la costa hay que añadir en el golfo de Cádiz la herida histórica que supuso sobre sus ecosistemas la desecación de la práctica totalidad de sus marismas. El valor de las que aún resisten es tan evidente que sólo dos (Parque Natural del Estrecho y Paraje Natural Playa de los Lances) de los once parques o parajes naturales protegidos por la comunidad autónoma en la Andalucía atlántica no son marismas:

- Parque Nacional Doñana
- Parque Natural Doñana
- Parque Natural la Breña y Marismas del Barbate
- Parque Natural Bahía de Cádiz
- Parque Natural del Estrecho
- Paraje Natural Playa de los Lances
- Paraje Natural Isla del Trocadero
- Paraje Natural Marismas de Sancti Petri
- Paraje Natural Estero de Domingo Rubio
- Paraje Natural Marismas de Isla Cristina
- Paraje Natural Marismas del Odiel
- Paraje Natural Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido
- Monumento Natural Tómbolo de Trafalgar
- Monumento Natural Punta del Boquerón
- Monumento Natural Corrales de Rota
- Monumento Natural Duna de Bolonia
- Monumento Natural Acanilado del Asperillo

Este impulso en la protección de marismas es parejo a la asunción de competencias de la comunidad autónoma que desde su formación reconoció el valor ecológico de estos espacios y los errores históricos cometidos en su gestión. Esta visión se extiende también al reconocimiento de los servicios que prestan estos ecosistemas hasta el punto de contar las aguas en la desembocadura del Guadalquivir con una figura especial de protección como Reserva de Pesca, promovida en este caso no por la Consejería de Medio Ambiente sino por la de Agricultura y Pesca. Esta iniciativa recibió buena acogida social ante la evidencia de la enorme importancia que esta reliquia de lo que antaño fue un estuario perfectamente desarrollado juega en la sostenibilidad de los recursos pesqueros del golfo de Cádiz.

Las otras figuras protegidas responden a la heterogeneidad de este espacio costero y a la necesidad de preservar valores no sólo ecológicos sino también culturales. Es el caso de los corrales de Rota, cuya antigüedad se remonta al menos a la época romana, las impresionantes dunas y acantilados costeros, o los espacios cercanos al estrecho de Gibraltar donde los sustratos duros y la naturaleza de ecotono entre Atlántico y Mediterráneo acentúan la diversidad de este territorio.

Esta distribución de figuras protegidas en el arco Atlántico de Andalucía se complementa con aquellos Lugares de Interés Comunitario que la administración o la sociedad civil ha promovido en la cuenca en el contexto de la Red Natura 2000, entre ellos se encuentran (además de los mencionados anteriormente):

- Litoral de Tarifa y Algeciras
- Fondos Marinos de la bahía de Cádiz
- Estuario del río Tinto
- Marismas y Riberas del Tinto
- Estuario del río Piedras
- Isla de San Bruno

En su conjunto, los lugares con cierto grado de protección del arco atlántico de Andalucía destacan por la escasa protección que existe de los fondos marinos. El valor de estos fondos ha pasado desapercibido al conjunto de la sociedad incluso entre los sectores más conservacionistas que, en el contexto de las AMP que España debe proponer antes del 2012 para alcanzar el 10% de protección que exige la Convención de la Biodiversidad de la ONU, proponen un número comparativamente bajo para esta cuenca. Diversos taludes continentales afectados por la salida de agua Mediterránea desde el estrecho de Gibraltar, islas de sustrato duro en un mar con fondos blandos, o las características singulares de la franja submarina de Doñana son sin duda lugares a proteger.

Proyecciones deseables: regreso al futuro

Como se ha expuesto anteriormente, las figuras aisladas de protección de marismas de inundación mareal y estuario no pueden oscurecer el enorme error histórico que supuso la desecación de la práctica totalidad de las mismas. Este proceso es comparable a la deforestación que sufrió la península ibérica tras la reconquista, con la diferencia de que no se efectuó en la edad media sino en el siglo XX. El conocimiento científico nos ha mostrado ya el impacto que esta transformación ejerció sobre vastas regiones marinas por lo que cualquier planificación ambiental futura debe realizarse sobre el reconocimiento de esta identidad territorial perdida y plantear como objetivo ambiental su recuperación y la de los servicios ecosistémicos (recursos pesqueros, estabilización de la línea de costa, calidad de agua, etc.) que prestaban.

La extensión de territorio afectada en este proceso de transformación pasada y en el intento de recuperación futura es importante. Sin embargo, se trata de un territorio de muy escasa altitud y, por consiguiente, especialmente vulnerable a las subidas del nivel del mar. Algunas de las actividades como la agricultura por las que fue sacrificado este territorio no podrán subsistir ante el avance del mar y la sal, o las infraestructuras que serán necesarias para sostenerlas serán inaceptables para la sociedad por su coste económico o medioambiental. En este contexto es especialmente absurdo incorporar nuevos usos a un territorio que ya está por debajo del nivel del mar y que en el futuro lo estará aún más. Es, por ejemplo, el caso de las marismas del Guadalete que, tras su desecación, se mostraron inútiles para la agricultura y que ahora están inmersas en programas irracionales de construcción de polígonos industriales que serán inundados por la subida del nivel del mar como ahora lo son por aguas con origen en lluvias.

Este contexto de cambio global con afecciones locales impondrá inevitablemente las visiones que apunta el IPCC para los humedales costeros: una estrategia adaptativa que racionalice su uso como zonas “tampón” ante los cambios de nivel del mar. Mientras países enteros como las Islas Maldivas buscan “recolocarse” en el escenario de cambio que inevitablemente afronta el planeta, es disparatado que en estos territorios se acumule nuevo capital para el que existen áreas alternativas. Esta estrategia de medio plazo implica la recuperación de estas zonas como ecosistemas de transición entre la tierra y el mar, no disipando más capital en usos insostenibles y recuperando los servicios ecosistémicos y los elementos culturales que siempre proporcionaron estos ecosistemas desde la civilización tartesa.

La planificación de AMP en el ámbito infralitoral se enfrenta, además, a nuevas presiones económicas que también tienen su origen en escalas globales. La escasez de energía ha dirigido sobre la costa de Chipiona y Trafalgar la mirada de importantes consorcios económicos que planean la construcción de ingentes parques de producción de energía eólica. El viento que tradicionalmente protegió a esta costa de los abusos del turismo juega ahora en su contra. Frente a este nuevo agente de presión, el desconocimiento científico de estos ecosistemas, de la fauna que los ocupa, y de su estructura y función, debieran jugar a favor del principio de precaución aunque la experiencia muestra que la sociedad siempre exige la carga de la prueba del lado de la conservación. Por comparación con otras regiones marinas, los fondos de los cabos, cañones o fosas marinas que salpican el golfo de Cádiz deben albergar ecosistemas singulares de los que no tenemos suficiente conocimiento científico. Sin éste no es posible la complicidad social que motiva procesos para protegerlas de las presiones a las que están sometidas y desarrollar estrategias de conservación.

Generar este conocimiento para estas áreas y aplicar el que ya se tiene para las marismas mareales son elementos básicos en una visión ecosistémica y a escala del conjunto de la cuenca en el golfo de Cádiz, elementos básicos que permitan la sostenibilidad de sus interacciones con el hombre a las futuras generaciones.

Referencias

- Alcántara, A. et al. 2005. *Conservación y desarrollo sostenible del Mar de Alborán*. Centro de Cooperación para el Mediterráneo de UICN-Diputación de Málaga, Málaga, España.
- ANZECC (Australian and New Zealand Environment and Conservation Council) 1999. *Task force on marine protected areas. Strategic plan of action for the national representative system of marine protected areas: A guide for action by Australian governments*. Environment Australia, Canberra. Australia
- Arkema, K., Abramson, S.C., Dewsbury, B.M. 2006. Marine ecosystem-based management: from characterization to implementation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(10):525-532.
- Barangé M., Harris, R. 2003. *Marine ecosystems and global change*. *IGBP Science* 5.
- Bentzen, P., Taggart, C.T., Ruzzante, D.E., Cook, D. 1996. Microsatellite polymorphism and the population structure of Atlantic cod (*Gadus morhua*) in the northwest Atlantic. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:2706-2721.
- Belsher, T., Meinesz, A. 1995. Deep-water dispersal of the tropical alga *Caulerpa taxifolia* introduced into the Mediterranean. *Aquatic Botany* 51:163-169.
- Bird, E.C.F. 1993. *Submerging coasts: The effects of a rising sea level on coastal environments*. John Wiley and Sons, Chichester, UK.
- Botsford, L.W., Castilla, J.C., Peterson, C.H. 1997. The management off fisheries and marine ecosystems. *Science* 277:509-515.

- Christensen, N.L., et al. 1996. The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:665-691.
- Cavanagh, D., Gibson, C. 2007. *El estado de conservación de los peces cartilaginosos (Condrictrios) del Mediterráneo*. UICN, Gland, Switzerland y Málaga, Spain.
- Costanza, R., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Day, J. W., Pont, D., Hensel, P.F., Ibanez, C. 1995. Impacts of sea-level rise on deltas in the Gulf of Mexico and the Mediterranean. The importance of pulsing events to sustainability. *Estuaries* 18:636-647.
- Deegan, L.A. 1993. Nutrient and energy-transport between estuaries and coastal marine ecosystems by fish migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50:74-79.
- FAO, 2003. Fisheries management. The ecosystem approach to fisheries. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries* 4 (Suppl. 2).
- Garcia, S.M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G. 2003. *The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook*. FAO Fisheries Technical Paper, 443. FAO, Rome, Italy.
- García-Lafuente, J., Ruiz, J. 2007. The Gulf of Cádiz pelagic ecosystem: a review. *Progress in Oceanography* 74:228-251.
- Gjerde, K.M. 2001. Current legal development. High seas marine protected areas. *International Journal of Marine and Coastal Law* 16:515-528.
- Gosselin, L.A., Qian, P.Y. 1997. Juvenile mortality in benthic marine invertebrates. *Marine Ecology Progress Series* 146:265-282.
- Gubia, S. 2003. *Protecting the natural resources of the high seas*. IUCN, WCPA and WWF High Seas Marine Protected Areas Workshop, Málaga. España.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162:1243-1248.
- Hastings, A., Botsford, L.W. 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *Science* 284:1537-1538.
- Huertas I.E., Navarro G., Rodriguez-Galvez S., Lubian L.M. 2006. Temporal patterns of carbon dioxide in relation to hydrological conditions and primary production in the northeastern shelf of the Gulf of Cadiz (SW Spain). *Deep sea research part II: topical studies in oceanography* 53:1344-1362.
- IPCC. 2007. *Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático* [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Ginebra, Suiza.
- IUCN. 1994. *Guidelines for protected area management categories*. Cambridge, UK and Gland, Switzerland.
- Kelleher, G. 1999. *Guidelines for marine protected areas*. IUCN, Cambridge, UK and Gland, Switzerland.
- KnoeKnoepffler-Peguy, M., Belsher T., Boudouresque, C.F., Lauret, M. 1985. Sargassum muticum begins to invade the Mediterranean. *Aquatic Botany* 23:291-295.
- Lambeck, R.J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Laursen, D. 1981. *Taxonomy and distribution of teleplanic prosobranch larvae in the North Atlantic*. Scandinavian Science Press LTD., Copenhagen, Denmark.
- Ludwig, D. et al. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation. *Science* 260:36.

- Millennium Ecosystem Assessment (M.E.A.) 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Navarro, G., Ruiz, J. 2006. Elements of spatial and temporal variability of plankton in the Gulf of Cádiz: an analysis based on EOF decomposition of SeaWiFS images. *Deep-Sea Research II* 53:1241-1260.
- NRS (National Research Council) 1995. *Understanding marine biodiversity. A research agenda for the nation*. National Academic Press, Washington, DC. USA.
- Orr, J.C., et al. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature* 437:681-686.
- OSB (Ocean Studies Board) 2001. *Marine Protected Areas. Tools for Sustaining Ocean Ecosystems*. National Academy of Sciences, Washington, D.C. USA.
- Palumbi, S.R. 2003. Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. *Ecological Applications* 13(1):146-158.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279:860-863.
- Pauly, D., Alder, J., Bennett, E., Christensen, V., Tyedmers, P., Watson, R. 2003. The future for fisheries. *Science* 302:1359-1361.
- Pérez-Ruzafa, A., Marcos, C., García-Charton, J.A., Salas, F. 2008. European marine protected areas (MPAs) as tools for fisheries management and conservation. *Journal for Nature Conservation* 16:187-192.
- Plagányi, E.E. 2007. *Models for an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, 477. FAO, Rome, Italy.
- Planes, S. 2002. Biogeography and larval dispersal inferred from population genetic analysis. En: Sale, P.F. (ed.), *Ecology of Coral Reef Fishes: Recent Advances*, pp. 201– 220. Academic Press, San Diego, CA. USA.
- Pomeroy, R.S., Parks, J.E., Watson, L.M. 2004. *How is your MPA doing? A guidebook of natural and social indicators for evaluating marine protected area management effectiveness*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Purcell, J.F.H., Cowen, R.K., Hughes, C.R., Williams, D.A. 2006. Weak genetic structure indicates strong dispersal limits: A tale of two coral reef fish. *Proceedings of the Royal Society B* 273:1483-1490.
- Raven, J.A., et al. 2005. *Ocean acidification due to increasing atmospheric carbon dioxide*. Royal Society, London, UK.
- Raven, J.A., Falkowsky, P.W. 1999. Oceanic sinks for atmospheric CO₂. *Plant Cell Environment* 22:741-755.
- Roberts, C.M. 1997. Ecological advice for the global fisheries crisis. *Trends in Ecology and Evolution* 12:35-38.
- Rodríguez, J. 2009. *Vers un réseau d'aires marines protégées à la mer d'Alborán: une proposition basée sur la représentativité écologique et l'approche écosystémique*. Taller de Diseño y Planificación de una Red de Áreas Marinas Protegidas en el Mar de Alborán. UICN, UNEP, MAP, RAC-SPA, Málaga, Spain.
- Rodríguez, J., Reul, A., Rodríguez, V. 2006. Oceanografía y ecología del plancton en el Mar de Alborán. En: Ocaña, A., Sánchez-Castillo, P. (eds.), *Conservación de la biodiversidad y explotación sostenible del medio marino*, pp. 1-19, Centro Mediterráneo, Universidad de Granada y Sociedad Granatense de Historia Natural. Granada. Spain.
- Rodríguez, J., Montes, C., Molina, F., Castro, H. 2004. Elementos para un Plan Andaluz de Áreas Marinas Protegidas. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- Rodríguez, J., Blanco, J.M., Rodríguez, V., Reul, A. (en prensa). Anexo: Aproximación ecosistémica a la conservación y desarrollo sostenible del Mar de Alborán: modelo conceptual del ecosistema. En: *Conservación y Desarrollo Sostenible del Mar de Alborán*, Centro de Cooperación para el Mediterráneo de UICN-Diputación de Málaga. Málaga. Spain.

- Ruiz, J., González-Quirós, R., Prieto, L., Navarro, G. 2009. A Bayesian model for anchovy: the combined pressure of man and environment. *Fisheries Oceanography* 18:62-76.
- Shanks, A. L., Grantham, B.A., Carr, M.H. 2003. Propagule dispersal distance and the size and spacing of marine reserves. *Ecological Applications* 13(1):159-169.
- Shulman, M.J., Birmingham, E. 1995. Early life histories, ocean currents, and the population genetics of Caribbean reef fishes. *Evolution* 49:897-910.
- Stanford, J.A., Poole, G.C. 1996. A protocol for ecosystem management. *Ecological Applications* 6:741-744.
- Soulé, M. E. 1985. What is Conservation Biology? *BioScience* 35:727-734.
- Spurgeon, J.P.G. 1992. The economic valuation of coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 24:529-536
- UICN-Med 2009. <http://www.iucn.org/about/union/secretariat/offices/iucnmed/initiatives/alboran/>
- Valiella, I. 1984. *Marine ecological processes*. Springer Verlag.
- WWF/IUCN 2004. *The Mediterranean deep-sea ecosystems: an overview of their diversity, structure, functioning and anthropogenic impacts, with a proposal for conservation*. IUCN, Málaga and WWF, Rome, Italy.
- Young, T.R. 2003. *Developing a legal strategy for high seas marine protected areas*. IUCN, WCPA and WWF high seas marine protected areas workshop, Málaga. Spain.